

镉胁迫对白骨壤幼苗钾钠镁吸收与分配的影响^{*}

陆志强¹ 陈昌徐² 马丽³ 郑文教^{2**}

(¹集美大学水产学院, 福建厦门 361021; ²厦门大学环境与生态学院, 福建厦门 361102; ³国家海洋局第三海洋研究所, 福建厦门 361005)

摘要 采用砂基栽培, 研究重金属镉 (Cd) 不同胁迫浓度 (0、0.5、5、25、50、100 和 150 mg · L⁻¹) 和胁迫时间 (45 和 90 d) 对红树植物白骨壤幼苗钾钠镁吸收与分配的影响。结果表明: 白骨壤各器官对 Cd 的吸收和累积均表现为随 Cd 胁迫浓度上升而增加, 随胁迫时间增加而增加的趋势; 进入植物体内的 Cd 主要富集在根部, 其次是凋落子叶, 在 150 mg · L⁻¹ 浓度下分别占累积总量的 66.9% 和 16.3%, 这对减少 Cd 对植物全株的危害具有积极意义。受 Cd 胁迫影响 90 d 后, 根和茎中 Na 含量呈上升趋势, 叶和子叶中呈下降趋势; 根和子叶中 K 含量呈下降趋势, 茎和叶中变化不明显; Cd 胁迫 90 d 后各器官 (根、茎、叶和子叶) 中 Mg 含量均低于对照, 且与 Cd 含量呈显著负相关。

关键词 红树植物; 白骨壤; 镉; 钠; 钾; 镁

文章编号 1001-9332(2015)05-1313-07 中图分类号 X173 文献标识码 A

Absorption and distribution of K, Na and Mg in *Avicennia marina* seedlings under cadmium stress. LU Zhi-qiang¹, CHEN Chang-xu², MA Li³, ZHENG Wen-jiao² (¹College of Fishery, Jimei University, Xiamen 361021, Fujian, China; ²College of the Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, Fujian, China; ³The Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen 361005, Fujian, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2015, 26(5): 1313-1319.

Abstract: In this paper, mangrove seedlings *Avicennia marina* were treated with various contents of cadmium (0, 0.5, 5, 25, 50, 100, 150 mg · L⁻¹). These seedlings were cultivated by man-made seawater with a salinity of 15 in sand for 90 days in a greenhouse. The absorption and distribution of elements contents (K, Na and Mg) under cadmium stress were investigated at 45th and 90th day, respectively. The results showed that the enrichment of cadmium in the different components of seedlings increased with the increasing cadmium stress level and exposure time. The cadmium contents in roots and cotyledons were relatively higher than in the other components, accounting for 66.9% and 16.3% of cadmium in the seedlings under the 150 mg · L⁻¹ cadmium stress, respectively. The fall of cotyledons could reduce the damage of cadmium stress to the whole seedlings. The Na contents increased in roots and stems and decreased in leaves and cotyledons after cadmium stress for 90 days. The K content decreased in roots and cotyledons, while had no significant change in stems and leaves. The Mg content in roots, stems, leaves and cotyledons of seedlings treated with cadmium for 90 days were lower than those of the control, and were negatively related to the cadmium content.

Key words: mangrove; *Avicennia marina*; cadmium; sodium; potassium; magnesium.

DOI:10.13287/j.1001-9332.20150302.006

相对于其他重金属, Cd 由于在水中的高溶解性和对作物的高毒害性而备受人们关注^[1-2]。Cd 可以通过植物吸收经食物链进入人体, 威胁人体健康^[3-4]。在植物体中过量积累 Cd 可以对植物造成

毒害, 毒害作用随着 Cd 浓度的上升而加剧^[5-6]。Cd 对植物胁迫影响主要表现在: 抑制水分和养分的吸收, 光合强度和呼吸强度下降, 营养元素失衡, 生理代谢紊乱, 生长量和品质降低^[7-9]。关于 Cd 对植物胁迫性的研究在粮食、蔬菜、经济作物、城市绿化及观赏植物上已做了较多的工作^[10]。

红树林作为全球热带、亚热带海岸带特有的植

* 福建省自然科学基金项目 (2010J05098) 和国家海洋局环保局 2013 年业务性科研课题-国家海洋环境保护与监测项目资助。

** 通讯作者。E-mail: zhengwenjiao2008@sina.com

2014-07-03 收稿, 2015-02-02 接受。

被兼具陆地和水体生态系统特征,不仅能保护海岸、防风固堤,也为海洋动物、鸟类等提供食物来源和栖息环境,是重要的湿地生态系统之一^[11]。同时,红树林湿地也是Cd等重金属污染物的“蓄积库”。近年来,Cd对红树植物的毒害效应及耐受机制也引起了关注。据报道,秋茄(*Kandelia obovata*)对Cd具有一定的耐受性,源于细胞壁对Cd的隔离作用^[12]。根部组织对Cd的吸收和转运也有一定的缓冲作用^[13]。硅元素可减少白骨壤(*Avicennia marina*)幼苗根、茎和叶对Cd的吸收,从而减轻Cd对幼苗生长的抑制作用^[14]。Cd是否对红树植物营养元素的吸收与分配产生影响尚未见报道。白骨壤为我国常见红树植物之一,为先锋树种,分布广泛,是组成演替最前阶段的红树群落的重要树种之一^[11]。本文通过砂基栽培试验,研究Cd胁迫对白骨壤幼苗的营养元素吸收与分配的影响,旨在为科学预测与评价Cd对红树植物的生物效应以及红树林湿地的生态环境保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试植物

本研究选用红树植物白骨壤(*Avicennia marina*)为处理对象。成熟白骨壤种苗采于福建九龙江口红树林自然保护区北岸海门岛的白骨壤林。挑选无病虫害且大小及成熟度相近的种苗280株用于栽培研究。

1.2 试验设计

栽种用砂基经清洗及消毒,等量分装于同样规格的塑料盆栽容器中(直径30 cm,高度15 cm)。以盐度为15的人工海水和CdCl₂·2.5H₂O配制培养液,每盆加入1 L培养液,其中设计Cd暴污浓度分别为0.5、5、25、50、100、150 mg·L⁻¹。另设2个盆栽以盐度15的人工海水培养作为无污染处理的对照。所有盆栽放置于玻璃温室中,在自然透阳光下栽培90 d,期间每7 d更换一次培养液,每天用自来水补足散失的水分。培养期间昼夜温度平均分别为24和16℃,湿度平均为47%和76%。

在栽培过程中,观察记录各处理的生长情况,并于45和90 d收获部分幼苗,分别取其根、茎、叶和子叶部分用于干样品的制备。栽培45~90 d,每隔6~7 d收集一次凋落子叶。将鲜样经105℃杀青15 min后,转至80℃烘干至恒量,研磨过100目尼龙筛后,置于玻璃瓶中,存放于干燥器中备用。干样品经箱式电阻炉干灰化后,经优级纯硝酸溶解灰分,定容至含2%硝酸的元素待测母液。元素含量采用

ICP-MS(PE,美国)测定。

1.3 数据处理

各处理组间差异显著性的LSD分析以及各变量之间的相关性分析($\alpha=0.05$)均由SPSS 20.0完成。

2 结果与分析

2.1 白骨壤幼苗对Cd的吸收与累积

如图1所示,白骨壤幼苗不同器官对Cd的吸收

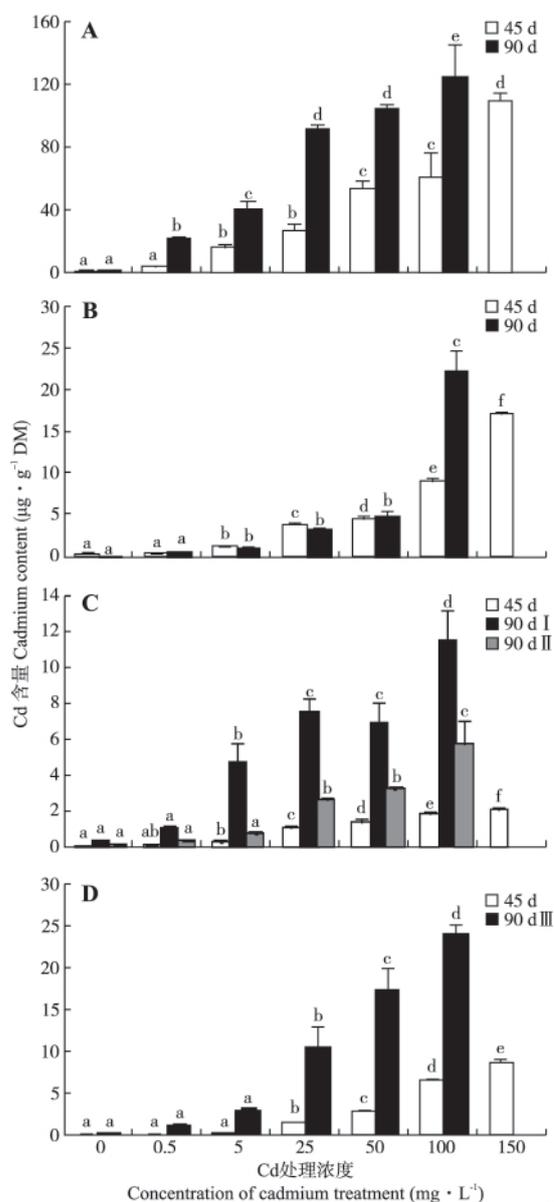


图1 白骨壤幼苗不同器官Cd含量

Fig. 1 Cd content in different components of *Avicennia marina* seedlings.

A: 根 Root; B: 茎 Stem; C: 叶 Leaf; D: 子叶 Cotyledon. I: 老叶 Old leaf; II: 新叶 New leaf; III: 凋落子叶 Cotyledon litter. 凋落子叶为胁迫栽培45~90 d收集 Cotyledon litter was collected during 45~90 d. 不同字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$) Different letters indicated significant difference among different treatments at 0.05 level. 下同 The same below.

和累积均表现为随 Cd 胁迫浓度上升而增加, 随胁迫时间增加而增加的趋势, 其中: 胁迫栽培 45 d, 仅 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理根的 Cd 含量与对照差异不显著; 而胁迫栽培 90 d, 所有处理根的 Cd 含量均显著高于对照. 胁迫栽培 90 d 根的 Cd 含量变化幅度较 45 d 显著, 如 25 和 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理根的 Cd 含量分别为对照的 53.9 和 74.0 倍, 而胁迫栽培 45 d 时分别为对照的 29.5 和 66.4 倍.

当 Cd 胁迫浓度 $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 茎的 Cd 含量均显著高于对照. $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理茎的 Cd 含量在 2 个采样阶段均有显著提高, 胁迫栽培 90 d 较 45 d 提高了 141.6%.

当 Cd 胁迫浓度 $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 胁迫栽培 45 d 叶和 90 d 老叶的 Cd 含量均显著高于对照. 胁迫栽培 90 d, 各处理叶的 Cd 含量高于 45 d, 且老叶的 Cd 含量高于新叶. 当 Cd 胁迫浓度 $\geq 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 新叶的 Cd 含量与对照差异显著.

当 Cd 胁迫浓度 $\geq 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 子叶的 Cd 含量显著提高. 凋落子叶的 Cd 含量高于胁迫栽培 45 d 的子叶, 且随 Cd 胁迫浓度的增加而差异增大. 如在 25 和 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度的 Cd 胁迫下栽培 45 d 的子叶 Cd 含量分别为对照的 21.6 和 91.8 倍, 而在凋落子叶中, 分别为对照的 111.7 和 257.1 倍.

胁迫栽培 45 d 不同器官 Cd 含量表现为根 > 茎 > 子叶 > 叶; 胁迫栽培 90 d, 在 Cd 胁迫浓度为 0.5 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 不同器官 Cd 含量表现为根 > 老叶 > 凋落子叶 > 茎 > 新叶; 在 Cd 胁迫浓度为 25 与 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 不同器官 Cd 含量表现为根 > 凋落子叶 > 老叶 > 茎 > 新叶; 而在 Cd 胁迫浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 不同器官 Cd 含量表现为根 > 凋落子叶 > 茎 > 老叶 > 新叶.

白骨壤幼苗吸收的 Cd 大量累积于根部, 根是 Cd 含量最高的器官, 且其 Cd 含量在 Cd 胁迫浓度 $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时与对照差异显著; 茎、45 d 叶及老叶的 Cd 含量在 $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Cd 胁迫下与对照有显著差异; 新叶与子叶在中高浓度 ($25 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) Cd 胁迫下显著高于对照, 且中高浓度 ($25 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) Cd 胁迫下, 子叶可能为白骨壤积累 Cd 的第二选择器官, 凋落子叶中的 Cd 含量仅次于根. 在 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度下, 根和子叶分别占累积总量的 64.8% 和 17.4%; 在 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度下, 分别占累积总量的 66.9% 和 16.3%.

2.2 Cd 对白骨壤幼苗吸收 Na、K 的影响

2.2.1 Cd 对白骨壤吸收 Na 的影响

如图 2 所示,

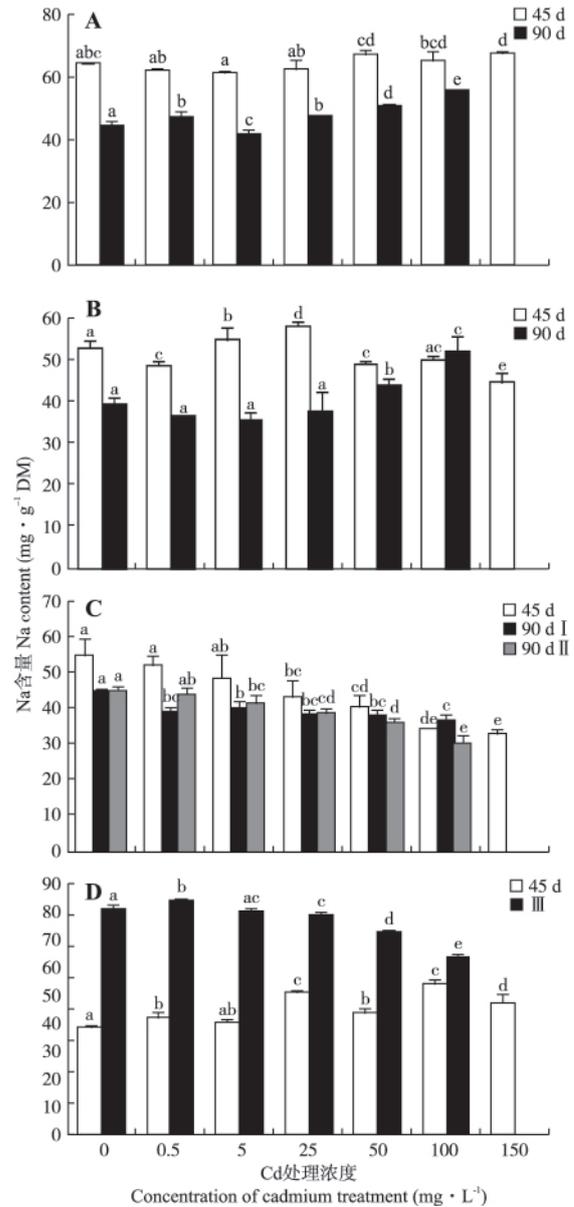


图 2 白骨壤幼苗不同器官 Na 含量

Fig. 2 Na content in different components of *Avicennia marina* seedlings.

胁迫栽培 45 与 90 d, 在 $\geq 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 胁迫下, 根的 Na 含量随胁迫浓度上升而增加, 以胁迫栽培 90 d 较为明显. 如胁迫栽培 45 d, $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理根的 Na 含量较对照提高 4.6%, 而 90 d 时提高 14.0%.

胁迫栽培 45 d, 在 $0 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 胁迫浓度下, 茎的 Na 含量为 $40.1 \sim 47.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 其中 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理较对照降低 15.2%. 胁迫栽培 90 d, 当 Cd 胁迫浓度 $\geq 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Na 含量较对照有显著提高, $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理下提高 11.4%.

胁迫栽培 45 d, 叶的 Na 含量随 Cd 胁迫浓度增加而减少, 当 Cd 胁迫浓度 $\geq 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时与对照差

异显著, 50 mg · L⁻¹ Cd 处理较对照降低 26.3%。胁迫栽培 90 d 新叶 Na 含量变化与 45 d 类似, 但变化幅度较小; 而各处理老叶的 Na 含量均显著低于对照, 但处理间差异不显著。

胁迫栽培 45 d, 各处理子叶的 Na 含量均高于对照, 中高浓度 Cd 处理 (25 ~ 150 mg · L⁻¹) 与对照差异显著。胁迫栽培 90 d, 在 0.5 ~ 100 mg · L⁻¹ Cd 胁迫浓度下, 凋落子叶的 Na 含量随胁迫浓度上升而减少, 当 Cd 胁迫浓度 ≥ 25 mg · L⁻¹ 时显著低于对照。

2.2.2 Cd 对白骨壤吸收 K 的影响 如图 3 所示, 胁迫栽培 45 d, 各处理根的 K 含量为 7.9 ~ 9.1

mg · g⁻¹ 除 25 和 100 mg · L⁻¹ 处理外, 其他处理与对照无显著差异。胁迫栽培 90 d, 当 Cd 胁迫浓度 ≥ 5 mg · L⁻¹ 时, 各处理根的 K 含量显著低于对照。胁迫栽培 45 和 90 d, 茎的 K 含量在一定范围内波动, 无明显变化规律。叶的 K 含量在一定范围内波动, 仅胁迫栽培 90 d 时, 100 mg · L⁻¹ Cd 处理下 K 含量较对照有显著提高。胁迫栽培 45 d, 各处理子叶的 K 含量均高于对照, 其中, 除 50 mg · L⁻¹ Cd 处理外, 中高浓度 Cd 处理 (25 ~ 150 mg · L⁻¹) 与对照差异显著。凋落子叶中, 当 Cd 胁迫浓度 ≥ 25 mg · L⁻¹ 时, K 含量显著低于对照。

总体上, 胁迫栽培 90 d 根、茎和叶的 Na 含量

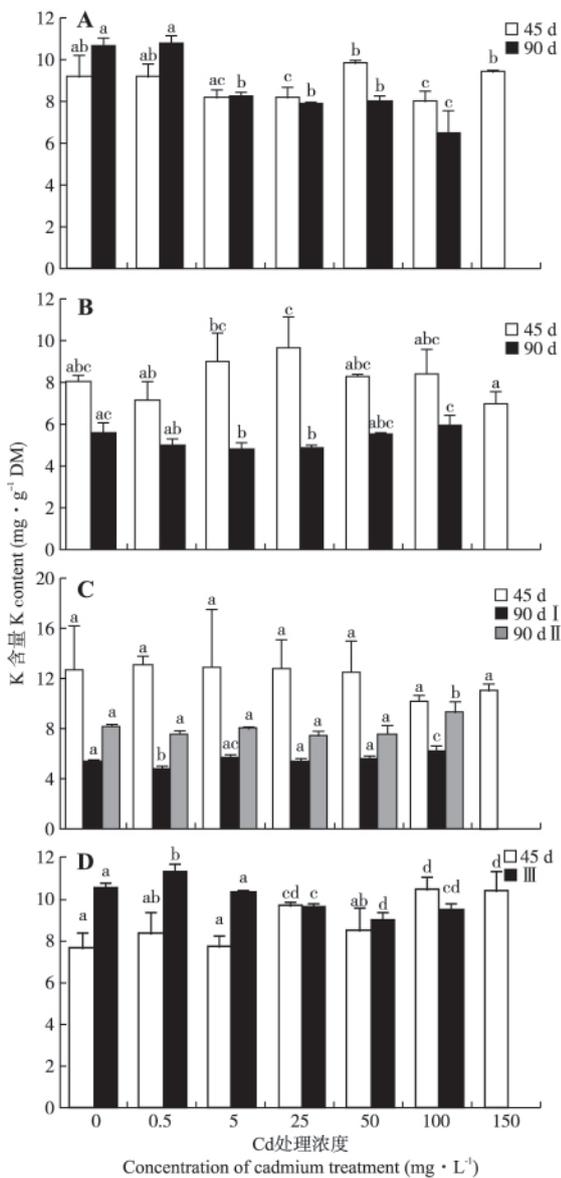


图 3 白骨壤幼苗不同器官 K 含量
Fig. 3 K content in different components of *Avicennia marina* seedlings.

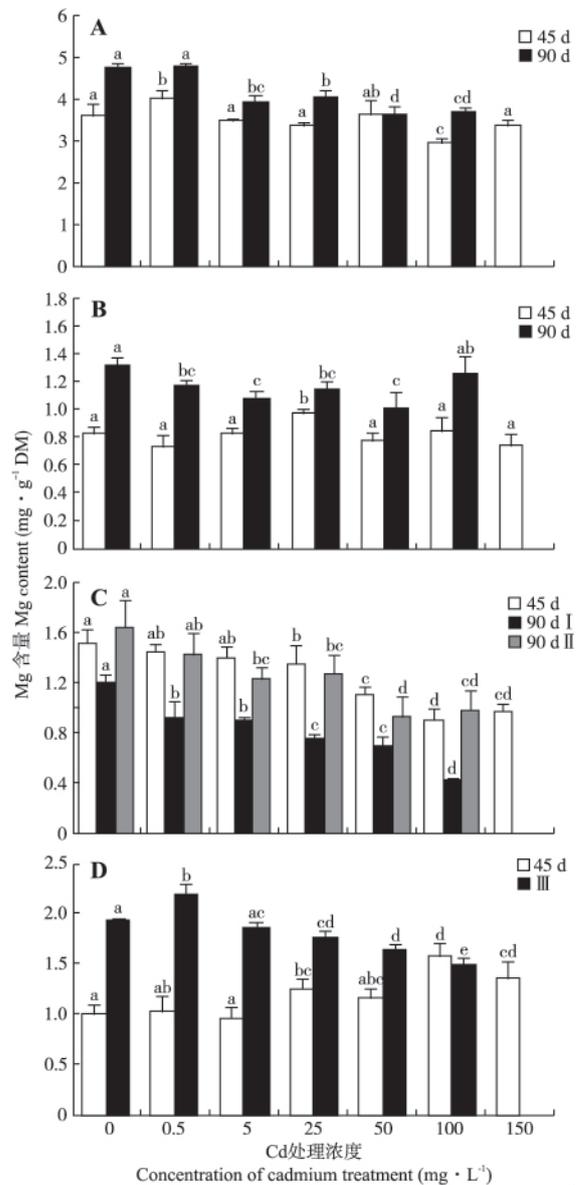


图 4 白骨壤幼苗不同器官 Mg 含量
Fig. 4 Mg content in different components of *Avicennia marina* seedlings.

普遍低于 45 d, 而凋落子叶的 Na 含量高于子叶; 根和子叶的 K 含量随着胁迫浓度的升高而下降, 茎和叶的 K 含量则明显低于 45 d.

2.3 Cd 对白骨壤幼苗 Mg 吸收的影响

如图 4 所示, 胁迫栽培 45 d, 各处理根的 Mg 含量为 $2.9 \sim 4.0 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 各处理与对照无显著差异. 胁迫栽培 90 d, 当 Cd 胁迫浓度 $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 根的 Mg 含量显著低于对照, 如 25 和 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理根分别降低 14.8% 和 22.5%. 胁迫栽培 45 d, 各处理茎的 Mg 含量为 $0.7 \sim 1.0 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 除 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理外, 各处理与对照无显著差异. 胁迫栽培 90 d, 各处理茎的 Mg 含量为 $1.0 \sim 1.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 均低于对照, 仅 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理与对照差异不显著. 胁迫栽培 45 和 90 d, 叶的 Mg 含量均表现为随 Cd 胁迫浓度上升而递减. 但胁迫栽培 45 d, 当 Cd 胁迫浓度 $\geq 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 时与对照差异显著, 胁迫栽培 90 d, 老叶的 Mg 含量当 Cd 胁迫浓度 $\geq 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时与对照差异显著, 而新叶的 Mg 含量当 Cd 胁迫浓度 $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 时与对照差异显著. 胁迫栽培 45 d, 除 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理外, 中高浓度 ($25 \sim 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 子叶的 Mg 含量显著高于对照. 胁迫栽培 90 d, 当 Cd 胁迫浓度 $\geq 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 凋落子叶的 Mg 含量显著低于对照, 并随胁迫浓度上升而递减.

3 讨 论

植物的不同生理过程对重金属胁迫的应急反应敏感性不同, 有的在较低浓度下就可以发生, 有的则需要较高浓度下才能发生^[15]. 不论浓度高低, 重金属对植物的生理生化活动都是有害的, 只不过植物对重金属的反应是适应性和毒害性两种作用的复合效应^[16]. Cd 作为一种重金属污染物, 影响植物对营养元素的吸收和运输^[17], 导致营养元素不足或失衡, 扰乱正常生理代谢, 从而影响植物生长^[18].

不同物种、同一物种的不同生态型或者同一植株的不同部位积累某一金属的能力不同^[19-20]. 本研究表明, 白骨壤各个器官对 Cd 的吸收和累积均表现为随 Cd 胁迫浓度上升而增加, 随胁迫时间增加而增加的趋势. 进入植物体内的 Cd 主要富集在根部, 根部含量明显大于茎、叶和子叶, 这与前人研究结果相似^[21-22]. 从白骨壤幼苗生长的情况来看, 在 $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Cd 胁迫下, 根生物量虽开始有显著的降低, 但除细根略有减少外, 主根的生长并未受到显著的抑制且未出现明显的受毒害症状(另文发

表) 表现出较高的耐受性, 这可能与红树植物根系的外皮层、凯氏带以及根部形成的铁锰氧化膜有关^[13 23-24]. 凋落子叶中的 Cd 含量仅次于根部, 并随着胁迫浓度的增加而显著增加, 同时根据栽培观察发现, 随 Cd 胁迫浓度增加, 子叶凋落进度加快, 中高浓度 ($25 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 处理的子叶宿存率均不及对照的 40%, 说明生长在较高浓度 Cd 胁迫下的白骨壤可以通过凋落子叶减少植物体内的有毒污染物, 减轻 Cd 对植物全株生长的损害.

Cd 处理对白菜 (*Brassica pekinensis*) Na 的吸收有一定的促进作用^[25]. 本研究表明, 受 Cd 胁迫影响 90 d 后, 随着 Cd 胁迫浓度的上升, 白骨壤根和茎中 Na 含量呈上升趋势, 而叶和子叶呈下降趋势. Cd 胁迫对龙葵 (*Solanum nigrum*)^[26]、白羽扇豆 (*Lupinus albus*)^[27]、欧洲赤松 (*Pinus sylvestris*)^[28]、盐生植物海马齿 (*Sesuvium portulacastrum*) 和冰叶日中花 (*Mesembryanthemum crystallinum*)^[29] K 的吸收有抑制效应, 对烟草 (*Nicotiana tabacum*) K 的吸收有促进作用^[30], 而对籽粒苋 (*Amaranthus hypochondriacus*) K 的吸收、转运则没有产生影响^[31]. 本研究中, 白骨壤幼苗茎和叶中 K 含量随胁迫时间增加而降低. 受 Cd 胁迫影响 90 d 后, 随着 Cd 胁迫浓度的上升, 根和子叶中 K 含量亦呈下降趋势, 且与根和子叶中 Cd 含量均呈显著负相关. Cd 可能与 ATP 结合从而导致跨膜运输系统可利用的能量减少, 从而使植物根部对 K 的吸收也随之降低^[29]. Cd 胁迫对 K 的吸收和分布是否有直接作用目前尚不明确. Na 与 K 含量是反映植物细胞内离子平衡和离子伤害症状的重要指标^[32]. 耐盐植物一般具有保持细胞内离子平衡的能力^[33]. 本研究表明, Cd 胁迫会通过影响跨膜运输系统而导致细胞内离子平衡调节能力降低, 从而可能引起一系列生理伤害.

有研究表明, 高浓度 Cd 抑制龙葵根系对 Mg 的吸收, 随着 Cd 胁迫浓度的提高, 各器官中的 Mg 含量持续下降; 同时, Mg 的迁移系数也持续下降^[26]. 本研究发现, 白骨壤幼苗根部 Mg 含量高于其他器官, Cd 胁迫 90 d 后各器官(根、茎、叶和子叶) 中 Mg 含量均低于对照; 随着 Cd 胁迫浓度的上升, 根、老叶、新叶和子叶中 Mg 含量均呈下降趋势, 且与各器官中 Cd 含量呈显著负相关. 有研究认为, Cd 污染可导致土壤 Mg 被其他重金属离子所替换^[34-35]. Mg 在植物光合作用中起重要作用, 本研究表明, Cd 胁迫抑制了 Mg 从根部向地上部的转运, 在一定程度上影响叶片叶绿素含量, 进而可能影响光合效率.

综上 随 Cd 胁迫浓度上升和胁迫时间延长,白骨壤幼苗各个器官对 Cd 的富集浓度增加,且主要富集在根部,其次是凋落子叶,这对减少 Cd 对红树植物的毒害具有重要意义. 幼苗各个器官不同胁迫时间下 Na 和 K 含量变化各有异同,反映了对离子平衡调节能力的影响. Cd 胁迫降低了幼苗各器官 Mg 含量,可能是影响幼苗生长的主要原因之一.

参考文献

- [1] Barazani O, Dudai N, Khadka UR, et al. Cadmium accumulation in *Allium schoenoprasum* L. grown in an aqueous medium. *Chemosphere*, 2004, **57**: 1213-1218
- [2] Zhao Z-Q (赵中秋), Zhu Y-G (朱永官), Cai Y-L (蔡运龙). Transport and transformation of cadmium in soil-plant systems and the influence factors. *Ecology and Environment* (生态环境), 2005, **14**(2): 282-286 (in Chinese)
- [3] Sponza D, Karaoğlu N. Environmental geochemistry and pollution studies of Aliğa metal industry district. *Environment International*, 2002, **27**: 541-553
- [4] Wang L-X (王丽香), Chen H (陈虎), Guo F (郭峰), et al. Effects of cadmium on peanut growth and mineral nutrient uptake. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2013, **32**(6): 1106-1110 (in Chinese)
- [5] di Toppi LS, Gabbriellini R. Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*, 1999, **41**: 105-130
- [6] Wang X (王欣), Liu Y-G (刘云国), Ai B-B (艾比布), et al. Endurance mechanism of ramie to Cd and the alleviating effect of exogenous spermine. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2007, **26**(2): 487-493 (in Chinese)
- [7] Chien HF, Kao CH. Accumulation of ammonium in rice leaves in response to excess cadmium. *Plant Science*, 2000, **156**: 111-115
- [8] Verma S, Dubey RS. Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice. *Biologia Plantarum*, 2001, **44**: 117-123
- [9] Sandalio LM, Dalurzo HC, Gomez M, et al. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *Journal of Experimental Botany*, 2001, **52**: 2115-2126
- [10] Liu Z-L (刘周莉), Chen W (陈玮), He X-Y (何兴元). Effects of cadmium stress on *Lonicera japonica* leaf water content and plant microelement uptake. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 2010, **29**(10): 2077-2080 (in Chinese)
- [11] Lin P (林鹏). Mangrove. Beijing: Ocean Press, 1984 (in Chinese)
- [12] Weng BS, Xie XY, Weiss DJ, et al. *Kandelia obovata* (S., L.) Yong tolerance mechanisms to cadmium: Subcellular distribution, chemical forms and thiol pools. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, **64**: 2453-2460
- [13] Du JN, Yan CL, Li ZD. Formation of iron plaque on mangrove *Kandalar obovata* (S., L.) root surfaces and its role in cadmium uptake and translocation. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, **74**: 105-109
- [14] Zhang Q, Yan CL, Liu JC, et al. Silicon alleviates cadmium toxicity in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh seedlings in relation to root anatomy and radial oxygen loss. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, **76**: 187-193
- [15] Xu Z-L (徐照丽), Wu Q-T (吴启堂), Yi Y-L (依艳丽). Studies on the resistance to cadmium in different cultivars of *Brassica parachinensis*. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2002, **22**(4): 571-576 (in Chinese)
- [16] Prasad MNV. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and Experimental Botany*, 1995, **35**: 525-545
- [17] Zhang G, Fukami M, Sekimoto H. Genotypic differences in effects of cadmium on growth and nutrient compositions in wheat. *Journal of Plant Nutrition*, 2000, **23**: 1337-1350
- [18] Dudka S, Piotrowska M, Terelak H. Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: A field study. *Environmental Pollution*, 1996, **94**: 181-188
- [19] Österas AH, Ekvall L, Greger M. Sensitivity to, and accumulation of, cadmium in *Betula pendula*, *Picea abies*, and *Pinus sylvestris* seedlings from different regions in Sweden. *Canadian Journal of Botany*, 2000, **78**: 1440-1449
- [20] Prasad MNV. Heavy Metal Stress in Plants: From Biomolecules to Ecosystems. 2nd Ed. Berlin: Springer, 2004
- [21] Chen G-K (陈桂葵), Chen G-Z (陈桂珠). Distribution, migration and purifying effect of cadmium in artificial *Avicennia marina* wetland system. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2005, **16**(3): 550-554 (in Chinese)
- [22] Zheng W-J (郑文教), Lin P (林鹏). Accumulation and distribution of Cu, Pb, Zn and Cd in *Avicennia marina* mangrove community of Futian in Shenzhen. *Oceanologia et Limnologia Sinica* (海洋与湖沼), 1996, **27**(4): 386-393 (in Chinese)
- [23] MacFarlane GR, Burchett MD. Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Aquatic Botany*, 2000, **68**: 45-59
- [24] Machado W, Gueiros BB, Lisboa-Filho SD, et al. Trace metals in mangrove seedlings: Role of iron plaque formation. *Wetlands Ecology and Management*, 2005, **13**: 199-206
- [25] Fang X-H (方晓航), Zeng X-W (曾晓雯), Yu F-M (于方明), et al. Physiological characteristic and uptake of Cd, nutritious elements in cabbage grown on Cd-contaminated soils. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2006, **25**(1): 25-29 (in Chinese)
- [26] Guo Z (郭智), Yuan H-H (原海燕), Ao Y-S (奥岩松). Effect of cadmium on photosynthesis and nutri-

- ent elements uptake of *Solanum nigrum* L. seedlings. *Ecology and Environmental Sciences* (生态环境学报), 2009, **18**(3): 824-829 (in Chinese)
- [27] Zornoza P, Vázquez S, Esteban E, et al. Cadmium-stress in nodulated white lupin: Strategies to avoid toxicity. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2002, **40**: 1003-1009
- [28] Kim CG, Bell JNB, Power SA. Effects of soil cadmium on *Pinus sylvestris* L. seedlings. *Plant and Soil*, 2003, **257**: 443-449
- [29] Ghnaya T, Nouairi I, Slama I, et al. Cadmium effects on growth and mineral nutrition of two halophytes: *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum*. *Journal of Plant Physiology*, 2005, **162**: 1133-1140
- [30] Zhao X-L (赵秀兰), Liu X (刘 晓). Differences in plant growth, Cd and nutrient uptake, Cd translocation between two tobacco cultivars under Cd stress. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), 2009, **23**(1): 117-121 (in Chinese)
- [31] Li H-Y (李虹颖), Su Y-H (苏彦华). Effect of cadmium on tolerance physiology and nutrient accumulation in *Amaranthus hypochondriacus* L. *Ecology and Environmental Sciences* (生态环境学报), 2012, **21**(12): 308-313 (in Chinese)
- [32] Maathuis FJM, Amtmann A. K⁺ nutrition and Na⁺ toxicity: The basis of cellular K⁺/Na⁺ ratios. *Annals of Botany*, 1999, **84**: 123-133
- [33] Zheng Y, Wang Z, Sun X, et al. Higher salinity tolerance cultivars of winter wheat relieved senescence at reproductive stage. *Environmental and Experimental Botany*, 2008, **62**: 129-138
- [34] Liu A-Z (刘爱中), Zou D-S (邹冬生), Liu F (刘 飞). Cadmium tolerance and enrichment characteristics of *Eulaliopsis binata*. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2011, **22**(2): 473-480 (in Chinese)
- [35] Kupper H, Kupper F, Spiller M. *In situ* detection of heavy metal substituted chlorophylls in water plants. *Photosynthesis Research*, 1998, **58**: 123-133

作者简介 陆志强,男,1977年生,博士,副教授.主要从事持久性污染物的环境效应与生态风险研究. E-mail: zqlu@jmu.edu.cn

责任编辑 肖 红

封面说明

封面图片由华东师范大学河口海岸学国家重点实验室李秀珍教授 2010 年 7 月 17 日摄于广西山口红树林保护区(21°28' N, 109°43' E). 其主要红树植物有木榄(*Bruguiera gymnorhiza*)、红海榄(*Rhizophora stylosa*)、秋茄(*Kandelia candel*)、桐花树(*Aegiceras corniculatum*)、白骨壤(*Avicennia marina*)、海漆(*Excoecaria agallocha*)和老鼠勒(*Acanthus liliifolius*)等. 在中国,红树林主要分布在海南岛以及广西、广东和福建等地的沿海地区. 与其他森林类型相比,红树林不仅具有复杂的结构、较高的物种多样性、高效的生产力,而且还有独特的生态功能和重大的社会、经济价值. 景观格局分析是研究红树林湿地景观功能和景观动态变化的基础. 通过对红树林湿地景观斑块的形状、大小、数量和空间组合及其变化的分析,研究红树林湿地景观变化过程,有助于了解红树林湿地生态环境状况,探索自然因素与人类活动对红树林湿地景观格局及动态过程的影响,揭示红树林湿地景观变化的原因,可为红树林湿地的可持续利用提供依据,并对红树林湿地的保护与恢复提供帮助.